

CAPÍTULO 1

**Contribuições da ecologia para a
biologia da conservação: investigações
aplicadas à fauna brasileira**

Rodrigo de Mello

Renan Nunes Costa

Introdução

A biologia da conservação surgiu e se emancipou como uma síntese de diferentes disciplinas pensadas de maneira multidisciplinar e focadas na mitigação e redução das ameaças antrópicas sobre as espécies e ecossistemas (PRIMACK; RODRIGUES, 2001; GRELLÉ et al., 2009). Entretanto, apesar de seu caráter multidisciplinar, é inegável que a ecologia foi e ainda é a ciência base para o surgimento de novas métricas e aplicações na biologia da conservação. De maneira geral, as teorias e práticas ecológicas procuram responder a questões aparentemente simples: “Onde estão os organismos? Quantos indivíduos ocorrem nos ambientes? Por que eles estão lá?”. Mesmo com a robustez da ecologia moderna, em certos casos ainda há limitações teóricas e metodológicas que dificultam o desenvolvimento de respostas satisfatórias a esses questionamentos. Assim, a partir do conhecimento que os ecólogos fornecem em seus estudos do mundo natural, mesmo com limitações, estamos em uma posição melhor que nas décadas anteriores para desenvolver políticas efetivas para gerenciar os problemas ambientais relacionados a terra, água, catástrofes naturais e saúde pública.

Os princípios e avanços das teorias ecológicas nos propiciaram entendimento sobre a dinâmica da natureza e sobre como os nossos impactos podem afetar os seus componentes, isto é, fauna, flora e ecossistemas. Por meio do entendimento de processos básicos relacionados ao controle natural de populações, relações entre as espécies, estruturação de comunidades frente à variação de fatores abióticos – como água, luz, nutrientes etc. –, distribuição espacial e temporal dos organismos, entre outros, as teorias e práticas ecológicas

conseguem apontar as medidas necessárias para conservar espécies e ecossistemas mediante os interesses sociais, políticos e econômicos dos países (RICKLEFS; RELYEA, 2016). Por ser uma disciplina cujo entendimento tem caráter transitório, nunca completo ou absoluto, a ecologia voltada à conservação da biodiversidade é sempre lapidada à medida que novas descobertas acontecem, variando em função da demanda da sociedade.

Na busca pelo entendimento integral dos fenômenos, a filosofia da ciência pode utilizar abordagens mais holísticas, que tendem a uma visão mais global, assim como abordagens reducionistas, que estudam detalhes em componentes cada vez menores. Como toda ciência, a ecologia adota subdivisões de seu objeto de estudo, a natureza. As subdivisões na ecologia são baseadas na teoria dos sistemas, na qual um sistema é formado por um conjunto de elementos que se unem por meio de propriedades interativas e formam um todo maior e unificado. Nesse sentido, os elementos que formam o sistema ecológico são chamados de níveis de organização biológica ou níveis hierárquicos, conforme explicitado na Figura 1, e representam unidades fundamentais adotadas por ecólogos (ERONEN, 2014). Apesar de serem entendidos de maneira hierárquica e formarem um sistema, é possível modelar e mensurar variáveis dentro de um nível qualquer, independentemente de avaliações mensuradas em outro, e respostas adquiridas em qualquer nível que permeiam a explicação de fenômenos observados em outros níveis e contribuem para o entendimento do sistema como um todo. Essa mesma lógica de organização é amplamente utilizada na biologia da conservação para delinear pesquisas e estratégias aplicáveis.

A figura a seguir apresenta a hierarquia organizacional nos sistemas ecológicos. Em cada nível de complexidade, são especificados exemplos de entradas (setas hachuradas) e saídas (setas cinzas) de energia, exceto para a biosfera, em que se destacam a “entrada” de serviços ecossistêmicos e a “saída” de padrões ecológicos globais.

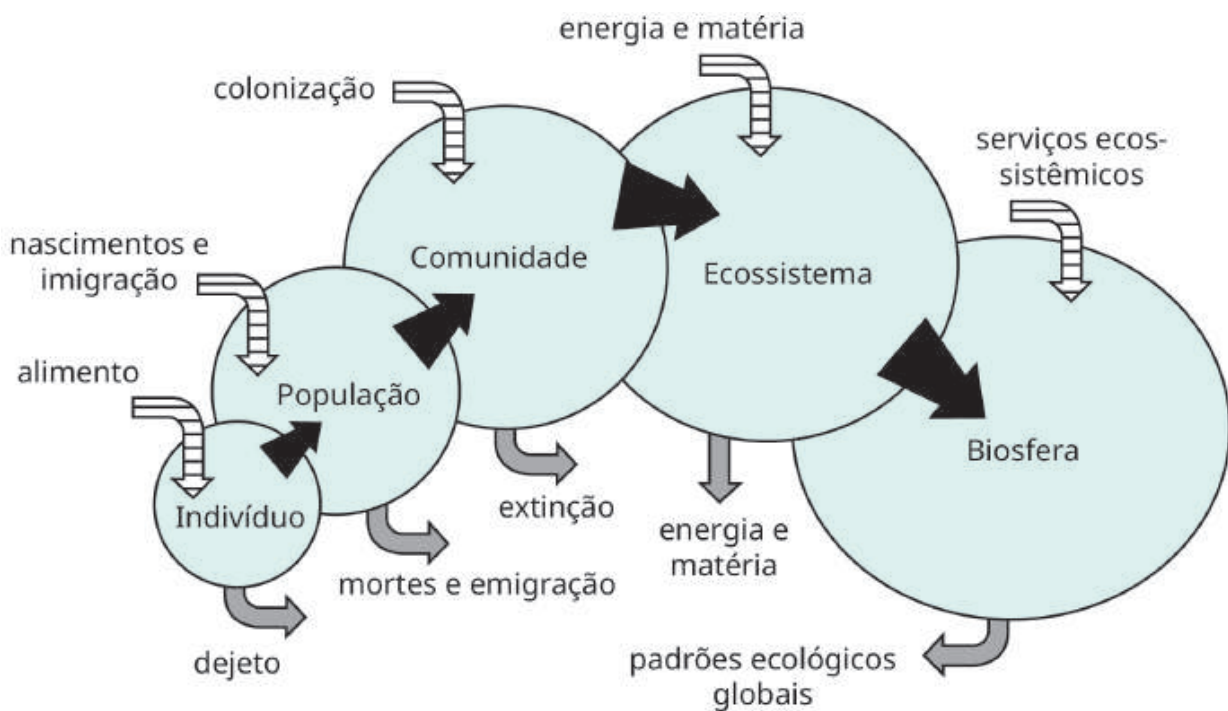


Figura 1: Hierarquia de organização nos sistemas ecológicos

Fonte: elaborada pelos autores.

Pensando nesse sistema de organização biológica, apresentamos neste capítulo conceitos e definições teóricas da ecologia aplicadas à conservação. Dedicamo-nos a relatar, exclusivamente, exemplos de investigações aplicadas em prol da conservação da fauna brasileira. Tratamos de algumas teorias que contemplam desde estudos populacionais até os macroecológicos, que visam entender padrões globais

e aplicá-los à conservação. Assim, destacamos o quão intimamente ligado o avanço da biologia da conservação está ao da ecologia teórica e aplicada. Seguindo essa organização, a ecologia aplicada à conservação caminhou e contribuiu para o entendimento dos impactos antrópicos sobre a biodiversidade.

Espécies e suas populações

O termo “população” é utilizado para denotar grupos de indivíduos de uma única espécie, que vivem em determinada área e cujos membros interagem uns com os outros (CAIN et al., 2018). Assim como observado em outros sistemas ecológicos complexos, é difícil prever e controlar os efeitos de uma população sobre os demais níveis. Um organismo individual, por exemplo, não sobrevive muito tempo sem a sua população, assim como um órgão humano não sobrevive como unidade autoperpetuante sem o organismo do qual faz parte. Devido ao contexto brasileiro, marcado pela riqueza de espécies e pobreza de capital, o “ideal” seria adotar estratégias de conservação no âmbito de comunidades. Porém, certas espécies são altamente suscetíveis ao impacto humano e exigem cuidados especiais, destacando a importância de aplicações em espécies e suas populações.

O conhecimento sobre a história natural é essencial para o delineamento de estratégias de manejo e conservação de populações, pois as espécies apresentam características que as tornam mais ou menos vulneráveis à extinção. Em geral, espécies endêmicas, raras ou que apresentam populações pequenas e em rápido declínio são ameaçadas de extinção,

e, por isso, são prioritárias para ações conservacionistas. Nesse sentido, uma série de questões precisa ser respondida frente aos fatores que ameaçam as espécies em perigo, objetivando manter uma População Mínima Viável (PMV) que assegure sua sobrevivência (SHAFFER, 1981). Quais medidas devemos tomar para manejar espécies vulneráveis à caça? Essas estratégias devem ser diferentes ou iguais quando aplicadas para espécies que sofrem mais atropelamentos ou que são mais traficadas? Quais fragmentos florestais devem ser priorizados para conservar espécies de aves frugívoras ou mamíferos dispersores de sementes? De acordo com Cain e demais autores (2018), questões dessa natureza surgem em praticamente todas as espécies de preocupação conservacionista, e os modelos demográficos quantitativos oferecem ferramentas para respondê-las e passíveis de elucidar áreas prioritárias para a conservação e o manejo de espécies ameaçadas. Por exemplo, áreas prioritárias para a conservação do muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus*) e muriqui-do-sul (*B. arachnoides*), ambos criticamente ameaçados de extinção (FERRAZ et al., 2019; TALEBI et al., 2019), foram sugeridas por Strier e demais autores (2017) com base em variáveis como tamanho populacional, singularidade genética e importância geográfica das populações. Já para *B. hypoxanthus*, Strier e demais autores (2019) utilizaram dados demográficos e discutiram o efeito da febre amarela sobre populações da espécie, ressaltando que estudos demográficos ajudam a avaliar o potencial negativo de uma zoonose sobre pequenas populações.

Entre os modelos demográficos, a Análise de Viabilidade Populacional (AVP), proposta por Soulé (1987), é uma

ferramenta de modelagem que utiliza parâmetros populacionais no presente e permite aos ecólogos estimar o tamanho de uma população ou sua chance de ser extinta no futuro. Ela contribui para a avaliação dos riscos de extinção e com opções de gestão e estratégias de manejo para populações de espécies raras ou ameaçadas (MORRIS; DOAK, 2002). A AVP é uma ferramenta que possibilita identificar os ciclos de vida mais vulneráveis, a determinação de quantos animais devem ser inseridos em um ambiente (soltura, introdução e/ou reintrodução) para assegurar o estabelecimento de novas populações ou a determinação da quantidade segura de animais a serem coletados (tamanho amostral) em um estudo populacional (BEISSINGER; WESTPHAL, 1998; CAIN et al., 2018). Ela também pode ser empregada, por exemplo, para avaliar a configuração espacial de rodovias, que podem causar sérias consequências ecológicas para muitas espécies, principalmente devido à fragmentação e consequente mortalidade de indivíduos que atravessam no entorno de áreas nativas. Pinto e demais autores (2018) analisaram o efeito negativo da fragmentação em populações de tamanduás-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), espécie listada como vulnerável (BRASIL, 2022), e identificaram áreas críticas para a sua persistência no Brasil. Ao considerar as taxas de atropelamento e a razão sexual das populações de *M. tridactyla* para calibrar os modelos de AVP, Desbiez e demais autores (2020) concluíram que esses parâmetros são essenciais para entendermos o impacto das estradas sobre espécies poligínicas (quando o macho possui mais de uma parceira sexual), como é o caso do tamanduá-bandeira. Estudos como esses são essenciais e têm implicações diretas para a tomada de decisões por parte de cientistas, gestores, empreendedores e agências

de estradas, encarregadas de planejar as rodovias de modo a reduzir seus impactos sobre a fauna brasileira.

Ao combinarem diferentes ferramentas de modelagem para identificar áreas prioritárias na Mata Atlântica para a conservação do mutum-de-bico-vermelho (*Crax blumenbachii*), uma ave frugívora de grande porte ameaçada de extinção (BRASIL, 2022), Bonfim e demais autores (2019) utilizaram a AVP para determinar o tamanho mínimo viável da população em diferentes cenários de caça, além do tamanho mínimo crítico de área de floresta necessária para manter populações viáveis. No melhor cenário, os autores observaram que 56 indivíduos seriam suficientes para manter uma população viável, ao passo que 71 áreas de floresta localizadas dentro da faixa de ocorrência da espécie foram prioritárias para sua conservação. Por fim, os autores incentivam biólogos da conservação e administradores da terra a combinar ferramentas de modelagem para guiar a estrutura do planejamento em conservação.

Outros grupos taxonômicos com menor capacidade de dispersão quando comparados às aves também foram avaliados por análises de AVP. Conforme observado por Da Silva e demais autores (2016), a perda de hábitat, a caça (retirada de adultos) e o comércio ilegal para uso como animal de estimação (retirada de filhotes) influenciam a persistência populacional a longo prazo do macaco-prego-do-peito-amarelo (*Sapajus xanthosternos*), um dos primatas brasileiros categorizados como ameaçados de extinção (BRASIL, 2022). Os resultados indicam que a caça tem um impacto maior na viabilidade da população em comparação às ameaças do comércio ilegal para uso como animal de estimação. Além

disso, observaram que a pressão de caça tende a levar mais rapidamente à extinção local de populações que habitam fragmentos florestais menores. Sob a perspectiva legal, os autores sugerem um aumento da fiscalização e da aplicação de legislações ambientais vigentes para impedir a caça e captura desses primatas, especialmente em fragmentos florestais maiores.

Em geral, as estratégias de manejo se baseiam na capacidade de prever em quais condições as espécies prosperarão e quais fatores poderão colocá-las em risco de extinção. Por isso, o conhecimento do nicho ecológico das espécies fornece um fundamento essencial para que os esforços direcionados ao manejo e à conservação sejam eficazmente planejados e implementados. Nesse sentido, muitas abordagens que contribuem para a conservação de espécies e suas populações incluem a modelagem de nicho ecológico (Ecological Niche Modelling, ou ENM, na sigla em inglês). Esses modelos trabalham com base no clássico conceito de nicho ecológico, definido por Hutchinson (1957, 1965) como as maneiras pelas quais a tolerância e a necessidade interagem na definição de um hipervolume n-dimensional de condições e recursos necessários para uma espécie cumprir seu modo de vida. Com a modelagem, é possível correlacionar as condições ambientais (do presente e projeções para o passado e/ou futuro) com os requerimentos ecológicos adequados a uma espécie em um determinado hábitat.

A modelagem tem sido uma ferramenta eficiente e útil para extrapolar os dados sobre a distribuição potencial das espécies no espaço e no tempo, baseada em modelos estatísticos

que usam diferentes tipos de algoritmos, tornando-se importante quando aplicada à biologia da conservação (FLANKLIN, 2009). Os algoritmos usados na modelagem de nicho tentam encontrar relações não aleatórias entre os dados de ocorrência da espécie e os dados ecológico-ambientais relevantes para sua sobrevivência, como temperatura, precipitação, topografia, tipo de solo, cobertura vegetal, entre outros. Geralmente, os modelos são aplicados em uma abordagem de envelopes climáticos¹ e é avaliado se o nicho climático ocupado por uma espécie continuará, ou não, a existir na distribuição geográfica atual (PETERSON et al., 2011). Por exemplo, ao aplicar ENMs em populações do mico-leão-da-cara-dourada (*Leontopithecus chrysomelas*) e do Sagui-de-Wied (*Callithrix kuhlii*), Guy e demais autores (2016) observaram a quantidade de áreas adequadas para sobrevivência e qual porcentagem dessas áreas adequadas era protegida. Nesse sentido, os ENMs representam uma ferramenta importante, que nos fornece informações para o delineamento de potenciais ações de manejo em espécies ameaçadas. Embora uma parte significativa dos modelos de nicho seja empregada para espécies e suas populações, ela será explorada e exemplificada nos tópicos seguintes.

Comunidades e ecossistemas

Da mesma forma que uma população não se sustenta se não houver a manutenção do número de indivíduos, a

¹ Os envelopes climáticos são a associação entre a distribuição atual de cada espécie e as várias características climáticas desse local e correspondem às condições em que as populações de determinada espécie interagem com seus inimigos naturais e competidores.

comunidade não consegue existir sem a ciclagem de materiais e o fluxo de energia do ecossistema. Uma comunidade, no sentido ecológico, é uma associação de populações de diferentes espécies que interagem e vivem em uma mesma área (CAIN et al., 2018). “Biocenose” e “biogeocenose” (que significam, literalmente, “vida e terra funcionando juntos”), são termos frequentemente usados na literatura europeia e russa, e equivalem à comunidade e ao ecossistema, respectivamente (ODUM; BARRET, 2011). Ao reconhecer que comunidades biológicas são dependentes do fluxo de energia e da ciclagem de matéria dos ecossistemas que vivem, na década de 1930, o ecólogo e botânico inglês Arthur Tansley deu o nome de “ecossistemas” aos conjuntos formados pelas comunidades bióticas que interagem com as variáveis abióticas (não vivas) em que estão inseridas. Portanto, a partir da ecologia de ecossistemas, podemos estudar como o fluxo de energia e a ciclagem de matéria influem nos ecossistemas, permitindo caracterizar sua estrutura e seu funcionamento.

Assim como acontece em populações, quando se trata das comunidades, os ecólogos da conservação estão preocupados em entender e mensurar os impactos atuais e futuros dos diferentes fatores de ameaça sobre a distribuição das espécies que compõem tais grupamentos. Nesse sentido, o processo de modelagem de nicho ecológico consiste em converter dados primários de ocorrência das espécies que formam as comunidades em mapas de distribuição geográfica, indicando a provável presença ou ausência das espécies num cenário futuro por meio da aplicação de algoritmos matemáticos. Por exemplo, a predição dos efeitos das mudanças climáticas na configuração geográfica das espécies

e as aplicações dessa abordagem em esforços conservacionistas são frequentemente baseadas no mapeamento de áreas climaticamente adequadas para sua ocorrência no futuro. Essa lógica é similar às investigações da distribuição histórica das comunidades. São os refúgios pleistocênicos, conforme apresentado por Carnaval e demais autores (2009), mas seu caráter temporal é inverso. Por meio da modelagem relativa a comunidades, os ecólogos da conservação fornecem informações essenciais para definir áreas prioritárias de conservação.

Utilizando modelagem para avaliar a eficácia das áreas protegidas da Amazônia no amortecimento dos efeitos das mudanças climáticas em mamíferos, Ribeiro e demais autores (2016) identificaram a probabilidade de que 85% das espécies analisadas fossem expostas a condições climáticas estressantes até o ano de 2017 na maioria das áreas analisadas. Essa porcentagem é ainda mais alta para mamíferos endêmicos. No caso dos mamíferos da Amazônia, as espécies do oeste e do norte do bioma apresentavam a maior probabilidade de sofrerem com o aumento da temperatura, enquanto as espécies do nordeste seriam mais afetadas pela anormalidade das chuvas. No geral, os resultados indicaram que os mamíferos enfrentariam alta exposição às mudanças climáticas e que as áreas protegidas provavelmente não seriam suficientemente eficientes para evitar esses impactos (RIBEIRO et al., 2016).

Hoje sabemos, por exemplo, que a extinção de uma espécie sem parentes filogeneticamente próximos em uma comunidade tende a levar a uma perda ainda maior de informação genética do que a extinção de uma espécie com parentes

filogeneticamente próximos. De maneira similar, perder espécies funcionalmente únicas na comunidade é mais prejudicial ao ecossistema do que perder espécies funcionalmente redundantes. Por isso, priorizar comunidades que abrigam táxons que representam uma maior diversidade filogenética e funcional é uma estratégia cada vez mais comum na biologia da conservação, uma vez que resguarda a variabilidade genética das espécies (das que mantêm um maior potencial adaptativo frente às mudanças no ambiente) e garante a realização de funções ecossistêmicas. Em uma revisão sobre o uso das diversidades filogenética e funcional em estudos conservacionistas, Cianciaruso e demais autores (2009) ressaltam que a premissa principal da abordagem de comunidades é que, geralmente, a diversidade é maior em uma comunidade em que as espécies são filogeneticamente mais distintas, graças à diminuição da probabilidade de exclusão competitiva entre espécies funcionalmente similares. Assim, para elencarmos critérios de priorização de áreas protegidas, já que os recursos são sempre limitados, devemos eleger áreas para conservação que abriguem uma maior diversidade de espécies provindas de diferentes grupos taxonômicos, e, assim, garantir uma maior diversidade filogenética, funcional e de tipos de hábitats.

Em um trabalho de 2020, realizado com uma abordagem inédita de modelagem de nicho e "endemismo" filogenético para o Cerrado a fim de identificar áreas prioritárias, Fenker e demais autores (2020) utilizaram dados combinados de distribuição geográfica com filogenias baseada no DNA mitocondrial de lagartos do Cerrado para mapear, além da riqueza de espécies, a diversidade filogenética e funcional e

o grau de endemismo filogenético das espécies investigadas. A região central do Cerrado, por exemplo, que é um planalto vasto e climaticamente estável, destaca-se como importante em todas as métricas de diversidade. Incluindo as relações evolutivas na avaliação da biodiversidade, os autores detectaram padrões espaciais com alta concentração de diversidade, em que as áreas com os maiores índices, embora cubram menos de 10% de áreas protegidas no Cerrado, detêm 11,64% do endemismo filogenético de lagartos do bioma. Tanto regiões estáveis, como a Chapada dos Veadeiros e a Serra do Espinhaço, quanto as ambientalmente heterogêneas, a exemplo dos vales do Araguaia e Tocantins, são identificadas como pontos críticos da diversidade evolutiva das espécies analisadas (66 táxons) no estudo. Assim, a criação de novas áreas protegidas e/ou a ampliação das já existentes para abrigar esses territórios é de extrema relevância para a conservação e sobrevivência da rica e endêmica fauna de lagartos do Cerrado.

A conservação de comunidades é essencial para a manutenção das interações interespecíficas e para o consequente fluxo de energia nos ecossistemas. No último parágrafo de *A Origem das Espécies* (1859), Charles Darwin chamou atenção para as redes de interações que existem na natureza. Ao observar uma área em que ele classificou como colina emaranhada, o cientista percebeu que diversas formas de vida, mesmo tão diferentes umas das outras, como plantas, aves e insetos, interagem e são fortemente interligadas e dependentes entre si. Essa perspectiva pode ser considerada a base da chamada teoria de redes complexas de interações ecológicas (ANAND et al., 2010). Sabemos que, nas

comunidades, as espécies interagem com outras de maneira antagônica ou mutualística. Um exemplo clássico de interação antagônica é a relação entre predadores e presas, na qual uma das espécies prejudica a outra visando à obtenção de recurso energético. Por outro lado, um caso paradigmático de interação mutualística é a interação entre plantas e polinizadores, na qual ambos são favorecidos e aumentam suas chances de sobrevivência e reprodução. A abordagem de redes ecológicas considera que essas interações entre pares estão associadas e influenciam um conjunto muito maior de espécies envolvidas em outras interações, formando as redes complexas de interação (BASCOMPTE, 2007; MELLO, 2016).

Ao analisar uma rede complexa de interações, é possível identificar, dentro de um conjunto de elementos, a estrutura geral da rede e até mesmo características próprias de um único ponto (uma espécie qualquer). Também é possível observar a espécie com maior ou menor número de interações, as espécies mais importantes na estruturação das redes e suas características. Também podemos identificar sobreposição ou partição na dieta de espécies de clados diferentes, como aves e morcegos, e mensurar a contribuição de cada uma nos processos de dispersão e polinização. Em uma abordagem mais recente, conhecida como rede multicamada, podem-se identificar e mensurar duas espécies que se conectam por dois ou mais tipos de interação, retratando padrões muito mais parecidos com os encontrados na natureza (MELLO, 2016). Por exemplo, Genrich e demais autores (2017) observaram que roedores e marsupiais podem dispersar ou destruir sementes ao mesmo tempo, contribuindo positiva e negativamente para a sobrevivência de algumas espécies de plantas

que ocorrem numa área transicional entre Mata Atlântica e Cerrado no estado de Minas Gerais. Nesse sentido, a análise de redes nos permite entender quais são as espécies responsáveis e como elas colaboram nos processos naturais de sucessão ecológica, assim como no delineamento de estudos que envolvem a restauração ecológica.

Quanto à aplicabilidade em estudos voltados para a conservação, as diferentes análises de redes ecológicas complexas permitem entender o que aconteceria com a rede como um todo se uma ou mais espécies fossem extintas, se uma espécie exótica invasora fosse inserida na rede, se um hábitat fosse degradado ou fragmentado, entre outros tipos de estresse de origem antrópica. Além disso, podem contribuir diretamente para a avaliação dos impactos da perda de um determinado grupo de espécies (sejam elas espécies ameaçadas de extinção, espécies-chave ou espécies comuns de hábito generalista) sobre outras espécies, as comunidades e os ecossistemas como um todo. Essa abordagem foi utilizada por Vidal e demais autores (2019), que estimaram que uma sequência de extinções causadas pela perda de hábitat pode levar ao colapso das redes de interação planta-frugívoros da Mata Atlântica. Segundo os autores, a rede de interações muda drasticamente quando a cobertura florestal é reduzida abaixo de 40% da paisagem, e é necessário conservar valores acima dessa porcentagem para manter a organização básica das redes de interação planta-frugívoros. Nesse caminho, a abordagem de redes pode ser utilizada como ferramenta na definição de áreas prioritárias para a conservação, uma vez que consegue apontar localidades que apresentam redes ecológicas robustas e/ou com elementos fortemente

dependentes entre si e que desempenham uma série de funções ecossistêmicas.

As análises de redes ecológicas complexas também podem ser aplicadas para avaliar o impacto causado pela defaunação. Embora o termo “defaunação” tenha sido originalmente cunhado para mamíferos florestais de médio e grande porte, é inevitavelmente intuitivo entender esse conceito para outros grupos taxonômicos. Nesse caso, a defaunação é definida como a acentuada redução na abundância de espécies animais em sistemas ecológicos. Com ela, uma série de processos ecológicos chave podem ser perdidos, como a polinização, dispersão, predação e herbivoria. Biologicamente, as consequências da defaunação atingem escalas que variam desde manchas de habitats até todo o planeta, sendo um dos principais responsáveis pelas mudanças ecológicas globais (DIRZO et al., 2014).

Muitos efeitos ecológicos e evolutivos causados pela defaunação foram discutidos nos trabalhos de Dirzo e demais autores (2014) e Galetti e Dirzo (2013). Em ambos, observa-se que as implicações biológicas da defaunação são múltiplas e podem ocorrer nas mais variadas escalas, com efeitos ao nível local, regional, de paisagem, ecossistêmico e global. Entre os efeitos, o mais agravante está associado à perda de interações entre espécies dentro das comunidades. Essa ausência e/ou quebra no fluxo de interação entre as espécies é o principal *driver* dos chamados efeitos em cascata. Os efeitos em cascata são causados por uma perturbação que se propaga através dos sistemas, atingindo não só as espécies que interagem diretamente com a que sofreu a perturbação,

mas potencialmente outras espécies dentro do sistema. Por exemplo, na Mata Atlântica brasileira, Culot e demais autores (2013) descreveram mudanças nas assembleias de besouros em função de um gradiente de defaunação de mamíferos. Os resultados demonstram que as mudanças na biomassa e composição de mamíferos nas comunidades levaram a alterações nas assembleias de besouros, que, por sua vez, podem ter consequências em cascata para o ecossistema.

Efeitos em cascata, em que uma perturbação atinge diferentes níveis tróficos, são denominados “cascata trófica”. O entendimento sobre cascatas tróficas nos permite avaliar diferentes impactos antrópicos sobre as comunidades, a exemplo dos impactos causados por espécies exóticas invasoras. Em um estudo desenvolvido em lagos no estado de Minas Gerais, Pinto-Coelho e demais autores (2008) demonstraram que a introdução da piranha vermelha (*Pygocentrus nattereri*) e do tucunaré (*Cichla ocellaris*), dois vorazes predadores, levou não apenas à queda significativa da diversidade de espécies de peixes nativos, mas gerou mudanças na composição das espécies de fitoplâncton. Os autores também observaram que muitas espécies de zooplâncton deixaram de ser registradas e que houve um aumento na abundância de alguns invertebrados predadores.

Vale lembrar que os efeitos sobre as cascatas tróficas podem ocorrer em dois sentidos. Em uma comunidade com três níveis tróficos, o efeito da defaunação pode partir do nível trófico mais alto, em que a retirada de predadores de topo (como um felino carnívoro) leva a um aumento da abundância dos consumidores (nesse caso, um roedor) e a

uma conseqüente redução da abundância dos produtores (a exemplo de sementes consumidas pelos roedores). Esse efeito é chamado de *top-down*, ou seja, de cima para baixo. Por outro lado, os predadores de topo podem ser sujeitos ao efeito *bottom-up*, isto é, de baixo para cima. Com base na mesma comunidade com três níveis tróficos, a defaunação pode retirar ou reduzir a abundância dos roedores, levando a uma diminuição na abundância do felino carnívoro e, conseqüentemente, ao aumento na abundância dos consumidores. Considerando a complexidade das redes ecológicas de interação, os efeitos *top-down* e *bottom-up* podem se alternar em função do nível trófico analisado (RICKLEFS; RELYEA, 2016).

Além de cascatas tróficas, trabalhos teóricos e empíricos relatam outros tipos de efeitos em cascata, como as coextinções. Na coextinção, a extinção de uma espécie leva à subsequente extinção de outras que dependem diretamente da que foi extinta. Nesse cenário, a defaunação acarreta a redução do número de espécies e a conseqüente redução na diversidade filogenética e funcional dos ambientes. Como consequência, a fauna local passa a ser mais homogênea, com uma redução significativa das funções ecossistêmicas, especialmente a dispersão de sementes. Por exemplo, mamíferos de médio e grande porte são responsáveis diretos pela dispersão de sementes de árvores tropicais de grande porte. Como ressaltado por Bello e demais autores (2015), essa ausência de dispersão por parte dos vertebrados de médio e grande porte pode colaborar de maneira significativa para a extinção ou redução da riqueza e abundância das espécies de plantas tropicais de grande porte, reduzindo o estoque de carbono realizado por elas. Num ambiente defaunado composto por

espécies homogêneas filogenética e funcionalmente, grande parte das interações ecológicas antagônicas e/ou mutualistas é perdida. Espécies-chave para o funcionamento de um ecossistema, como os predadores de topo, passam a não ter mais condições de manter suas funções ecossistêmicas, levando a uma quebra das redes complexas de interação que giram em torno dela. Dessa forma, a defaunação e os consequentes efeitos em cascata afetam a dinâmica, a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas.

Como discutido anteriormente, os diferentes processos que ocorrem no âmbito das comunidades afetam potencialmente o ecossistema do qual fazem parte. Considerando que comunidades compõem ecossistemas dinâmicos, o ciclo de matéria e energia pode ser pensado como um movimento entre compartimentos dos ecossistemas. Em todos os ciclos, observa-se que, independentemente do caminho, a matéria passa por diferentes compartimentos, os quais apresentam diferentes configurações biológicas e físico-químicas que afetam o destino da matéria e, conseqüentemente, alteram o funcionamento dos ecossistemas. Nesse sentido, Bustamante e demais autores (2018) discutem o papel relevante da comunidade científica nas decisões sobre as emissões de gases produzidos por atividades antropogênicas e na proposição de ações para enfrentar os desafios científicos envolvidos no monitoramento de estoques de carbono e mudanças no uso da terra de biomas brasileiros. O desenvolvimento e aplicação de políticas públicas devem contabilizar esse tipo de serviço ecossistêmico na tomada de decisões que visam à conservação da biodiversidade. Isso se justifica porque áreas nativas, que contêm estoques de carbono em diferentes

compartimentos da matéria orgânica – tanto abaixo quanto acima do solo –, contribuem muito mais para o sequestro de carbono do que áreas com plantios de monoculturas, além de serem regiões que abrigam maior diversidade (FERREIRA et al., 2016).

Püttker e demais autores (2020), discutindo como a perda de hábitat tem efeitos na riqueza de espécies, descrevem os diferentes graus de fragmentação e sua variação entre hábitats distintos. Os autores utilizaram um banco de dados com diversas estimativas de riqueza de espécies para mais de mil localidades da Mata Atlântica brasileira. De acordo com seus resultados, a fragmentação de hábitat tem impactos negativos na riqueza de espécies animais. Em outro exemplo, ao considerar as possíveis relações causais entre precipitação, produtividade e heterogeneidade de hábitats, Gouveia e demais autores (2014) utilizaram essas variáveis ambientais para avaliar o padrão de riqueza de espécies de primatas e sua correlação com a distribuição de florestas. Como muitas das áreas com maiores índices de riqueza de primatas identificadas pelos autores estão na Amazônia brasileira, um melhor entendimento sobre a complexidade de hábitats da região pode apoiar previsões do impacto da remoção florestal na riqueza de espécies de primatas do bioma.

A ciência vem demonstrando empiricamente o que algumas teorias ecológicas têm proposto ao longo das décadas: ecossistemas com um número maior de espécies fornecem maior quantidade ou qualidade de serviços ecossistêmicos (DE GROOT et al. 2010), além de se recuperarem mais rapidamente após distúrbios, ou seja, comunidades e ecossistemas

mais diversos são mais resilientes e mais resistentes (HOBBS et al., 2009). A literatura especializada tem revelado que, quanto maior a riqueza de espécies, maior é a capacidade de restauração de ecossistemas e comunidades, tanto em ambientes terrestres quanto aquáticos (DOWNING; LEIBOLD, 2010; WILLIS et al., 2018), o que tem implicações radicais para a restauração de ambientes degradados (TRUBINA, 2008) e para a manutenção de funções e serviços ecossistêmicos mais amplos e diversificados, conforme a biodiversidade aumenta (OLIVER et al., 2015). Essa relação é especialmente importante em ecossistemas de diversos biomas brasileiros, em que a diversidade de espécies e o endemismo são altos.

Entender a dinâmica das comunidades e o funcionamento dos ecossistemas a serem conservados é essencial para a restauração ecológica de áreas já degradadas pela ação humana. Para a restauração ecológica, é necessário ter e conhecer um ou mais ecossistemas de referência, e, se possível, espacialmente próximos, para que sejam utilizados como modelo. Na ausência de opções espacialmente próximas, o ecossistema modelo pode ser estabelecido por meio de uma combinação do conhecimento da sua estrutura anterior com o conhecimento de ecossistemas similares intactos, além do uso de informações culturais e históricas. Com base nesse modelo, é possível estabelecer metas a serem atingidas, como um número aproximado de espécies, a presença de espécies-chave e também daquelas que afetam ou regem a dinâmica florestal. Dessa forma, o monitoramento de alguns atributos-chave utilizados como indicadores é essencial para a compreensão da efetividade da restauração quando comparada ao ecossistema de referência.

De maneira geral, um ecossistema restaurado deve:

1. Conter um conjunto de espécies similar ao do ecossistema de referência;
2. Não conter ou ter sob controle o número de espécies invasoras;
3. Conter todos os grupos funcionais necessários ao funcionamento do ecossistema ou não ter restrição para que representantes desses grupos cheguem ao ecossistema;
4. Ter ambiente físico adequado para suporte e desenvolvimento da comunidade restaurada;
5. Apresentar funcionamento aparentemente adequado, sem problemas evidentes;
6. Estar integrado a uma paisagem que permita fluxo entre habitats e interações ecológicas;
7. Estar isento ou minimizar o impacto de fatores de degradação;
8. Ser resistente e resiliente a perturbações naturais;
9. Ser autossustentável, assim como o ecossistema de referência, apresentando períodos naturais de flutuação em sua composição e funcionamento.

Para a Mata Atlântica, estudos recentes mostram que mecanismos de restauração podem reverter a degradação do ambiente, possibilitando triplicar, em apenas 60 anos, a quantidade de carbono sequestrado em áreas florestais em regeneração (MARQUES et al., 2016).

Estudos científicos têm mensurado em termos monetários o valor dos serviços prestados naturalmente pelos ecossistemas (KUNZ et al. 2011). Análises dessa natureza ainda são incipientes no Brasil, mas têm sido cada vez mais frequentes as investigações que mensuram o impacto econômico dos serviços ecossistêmicos prestados por vertebrados, como o controle de pragas agrícolas por morcegos e aves (LIBRÁN-EMBID et al., 2017; BOESING et al., 2017). Por essa razão, é imprescindível conservar os fragmentos ainda restantes e que abrigam maior diversidade de espécies. Caso tenhamos que escolher entre um e outro, devemos priorizar os que resguardam a maior diversidade genética, taxonômica e funcional possível.

Paisagens

De acordo com Metzger (2001, p. 4), "um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo esta heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala de observação". As paisagens representam áreas que variam substancialmente entre os lugares, em geral incluindo múltiplos ecossistemas. Em seus estudos, a ecologia de paisagem faz uso de dados de sensoriamento remoto para mensurar fatores como a cobertura do solo, os tipos de vegetação, a presença humana na paisagem e de corpos d'água, entre outros, os quais podem ser incluídos em modelos que avaliam as respostas das comunidades a essa heterogeneidade (THUILLER et al., 2004). No âmbito da paisagem, é possível antecipar os efeitos de ameaças antrópicas e identificar as melhores estratégias para a conservação da biodiversidade, como definir a malha

de áreas protegidas, uma vez que esses modelos associam a distribuição das espécies a diferentes cenários, como os previstos para o aquecimento global ou o atual cenário de uso da terra para fins agrícolas (FALEIRO et al., 2013; LEMES; LOYOLA, 2014).

Com o avanço do desmatamento, grandes áreas de hábitat são perdidas, acarretando a perda de espécies de vertebrados e invertebrados. Ao reduzir áreas de vegetação nativa, levando à perda de hábitat, também ocorre a fragmentação de hábitat, outro processo que reduz o tamanho populacional de vertebrados e invertebrados e gera implicações profundas no estado de conservação de espécies e comunidades, uma vez que *habitats* mais diversos (e de áreas mais extensas) geralmente contêm maior diversidade de espécies (MACARTHUR; WILSON, 1963). Nesse sentido, uma das contribuições mais significativas sobre esse entendimento foi o surgimento da Teoria da Biogeografia de Ilhas (TBI) (MACARTHUR; WILSON, 1967). A TBI propõe que o número de espécies presentes em uma ilha não está condicionado apenas ao seu tamanho, mas também ao seu grau de isolamento, aferido pela distância do continente ou de outra ilha, consideradas áreas fontes.

Os modelos que deram corpo à TBI têm a premissa de que as ilhas funcionam como um sistema fechado, em que a dispersão influencia as comunidades em várias escalas (local, regional, global), as quais detêm um número de espécies resultante do equilíbrio entre as taxas de colonização e extinção. Desde então, a teoria não se resume apenas a ilhas oceânicas e foi expandida para outros hábitats, nos

quais as “ilhas” podem se referir a qualquer hábitat isolado por um ambiente inadequado às espécies. Esses hábitats isolados pela fragmentação podem ser representados por topos de montanha, clareiras no meio da mata, tipos de solos, lagos rodeados por terra seca ou florestas fragmentadas circundadas por paisagens alteradas pelo homem. Assim, as métricas em paisagens incluem, em seus parâmetros, uma série de fatores relacionados às comunidades a seus hábitats (ou seja, suas ilhas), como as taxas de dispersão, os filtros ambientais, a estrutura de comunidades, a distância entre os hábitats, o grau de conectividade entre elas, os efeitos de borda, entre outros.

Sob essa perspectiva de investigação, os hábitats são definidos como um espaço ou ecossistema utilizado por espécies animais ou vegetais, no qual é encontrado um conjunto de condições e recursos ideais para desenvolvimento, reprodução e sobrevivência. Na paisagem, também podem ser chamados de manchas, que são áreas homogêneas numa determinada escala, que se distinguem das unidades vizinhas e têm extensões reduzidas e não lineares. Os hábitats também podem ser chamados de fragmentos, que são manchas originadas pela fragmentação de uma área antes contínua, em que aconteceu uma subdivisão promovida pela ação do homem. Essa subdivisão de hábitats gera um espaço entre eles, chamado de "matriz". As matrizes podem ser áreas de pastagem, cultivos agrícolas ou áreas urbanas, as quais podem ser mais ou menos permeáveis para as espécies que ocorrem nessas paisagens (Figura 2).

A permeabilidade da matriz depende das características ecológicas das espécies e geralmente é mediada pela sua capacidade de dispersão. Se uma metapopulação² ou metacomunidade³ vive dentro de uma paisagem cuja matriz é intransponível, é preciso que os manejadores estabeleçam condições e ações para o fluxo dos indivíduos, como a implementação de corredores ecológicos entre as manchas de hábitat e a manutenção ou criação de “trampolins ecológicos”. Os corredores ecológicos são áreas homogêneas que ligam dois ou mais fragmentos e facilitam o deslocamento dos indivíduos, enquanto trampolins ecológicos são pequenas manchas de hábitat dispersas pela matriz que podem funcionar para algumas espécies como pontos de parada durante o fluxo entre manchas (Figura 2). Ambos têm se mostrado valorosos para resguardar os serviços e funções de um ecossistema, além de combater os efeitos da fragmentação de hábitats (SEOANE et al., 2010).

Numa determinada paisagem, a presença de corredores ecológicos garante a movimentação natural dos indivíduos. A implementação de corredores ecológicos favorece ações de manejo que incorporam translocações entre indivíduos de subpopulações, assim como reintroduções de indivíduos oriundos de cativeiros que podem contribuir com o repovoamento das paisagens. Um exemplo de programa de manejo de metapopulações em escala de paisagens realizado no

2 Um conjunto de subpopulações de uma mesma espécie que não está ligada entre si, mas possui diversos processos em comum e indivíduos que se movem de uma população para outra.

3 Um conjunto de comunidades em interação que está ligado pela dispersão de indivíduos entre comunidades locais.

Brasil, e que vem obtendo sucesso na conservação da espécie, é o projeto de longa duração para a conservação dos micos-leões-pretos (*Leontopithecus chrysopygus*), desenvolvido pelo Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ).⁴

Outro fator cujo impacto varia em função das características das espécies é o efeito de borda. Com a fragmentação, o perímetro dos novos fragmentos (borda) fica exposto a diferentes níveis de fatores físicos, químicos e/ou biológicos, como luminosidade, umidade, presença de predadores e contaminação por pesticidas, que afetam a sobrevivência ou permanência de determinadas espécies naquele local. Os estudos de paisagem e seus diferentes conceitos e classificações – fragmento, matriz, conectividade, corredores ecológicos, efeito de borda, entre outros – representaram um avanço significativo no delineamento de estratégias conservacionistas em diferentes níveis de organização biológica. Por exemplo, entre os diferentes debates associados ao amadurecimento da biologia da conservação, os estudos de paisagens trouxeram entendimentos ao debate conhecido como “SLOSS” (Single Large or Several Small, sigla em inglês para “único grande ou vários pequenos”). Basicamente, a discussão questionava se a melhor estratégia para conservar a biodiversidade em determinada região seria preservar uma única área grande (um fragmento de 10.000 hectares) ou muitas áreas pequenas (quatro fragmentos de 2.500 hectares) (DIAMOND, 1975; DIAMOND, 1976). Assim, o surgimento e avanço da ecologia de paisagens contribuíram para o entendimento sobre os melhores cenários para criar a malha de

4 O site do projeto pode ser acessado pelo link: <https://ipe.org.br/>.

unidades de conservação e conservar a biodiversidade no mundo fragmentado que vivemos (SHAFER, 1997; PRIMACK; RODRIGUES, 2001) (Figura 2).

Essa dinâmica é exemplificada na Figura 2, baseada no trabalho de Schaffer (1997). A primeira porção, identificada pela letra “a”, explicita os conceitos de manchas/fragmentos, matriz, corredores ecológicos e trampolins ecológicos em uma paisagem hipotética. A segunda, “b”, ilustra os melhores e piores cenários para conservação de manchas e delimitação de unidades de conservação (de cima para baixo: efeito do tamanho, número, proximidade, conectividade, formato e efeito de borda).

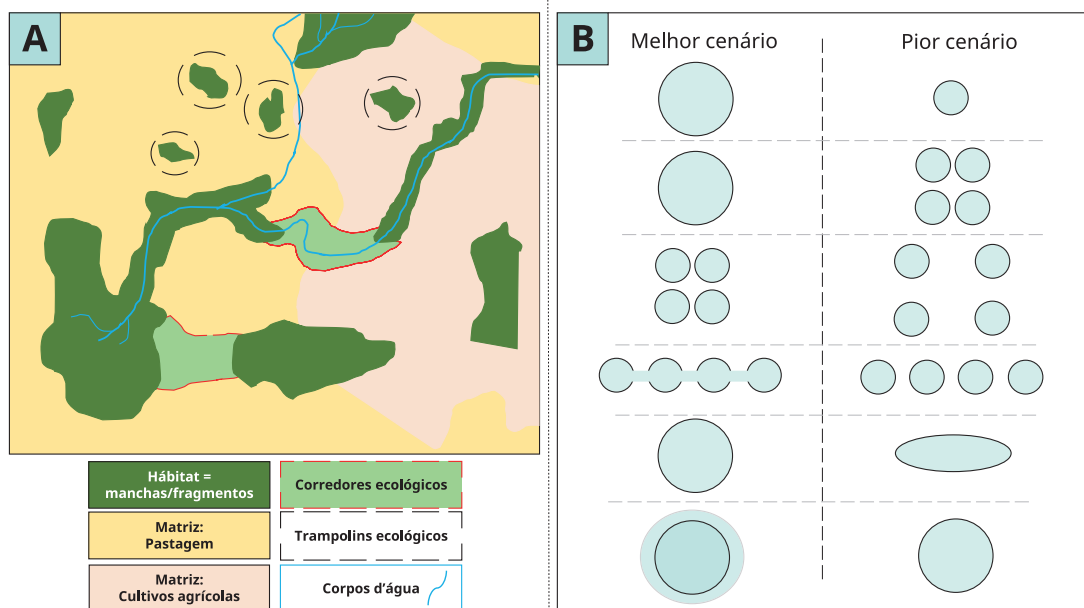


Figura 2: Alguns conceitos relacionados à ecologia de paisagem

Fonte: elaborado pelos autores.

A configuração espacial dos diferentes elementos que constituem uma paisagem (número, tamanho e grau de isolamento de manchas, permeabilidade da matriz, entre outros) afeta

diretamente as espécies ali inseridas, desde a composição das comunidades até o comportamento de movimentação dos indivíduos. Por exemplo, Almeida-Gomes e demais autores (2016) observaram que as assembleias de anfíbios anuros são moldadas pelo tamanho dos fragmentos de Mata Atlântica estudados. Os autores observaram que fragmentos florestais maiores apresentam mais espécies e maior diversidade de modos reprodutivos quando comparados a fragmentos menores. Eles observaram também que paisagens com predomínio de floresta contínua mantêm uma maior diversidade de espécies do que paisagens fragmentadas. Em outro estudo, Da Silva e demais autores (2015) destacaram a importância do tamanho, isolamento e visibilidade do fragmento e da permeabilidade da matriz como fatores que explicam a ocorrência dos primatas *Callicebus nigrifrons*, *Callithrix aurita* e *Sapajus nigritus*. Os autores destacam que entender o efeito de aspectos como a permeabilidade da matriz e a visibilidade de fragmentos vizinhos é essencial em estudos de paisagens, uma vez que esses aspectos influenciam fortemente o movimento de espécies entre fragmentos com consequências em vários processos ecológicos relacionados ao fluxo gênico. As diferentes configurações das paisagens moldadas pela intensa fragmentação de habitats atingem diretamente as redes complexas de interações ecológicas. Hagen e demais autores (2012) apontam que os traços das diferentes espécies (habilidade de dispersão, tamanho do corpo etc.) são determinantes quanto às diferentes respostas mensuradas nas redes de interação conforme variam as características das paisagens em que estão inseridas, como tamanho e grau de isolamento dos fragmentos, tamanho e

permeabilidade da borda dos fragmentos e permeabilidade da matriz circundante.

A estrutura da paisagem também influencia o controle da abundância de insetos considerados pragas agrícolas. Boesing e demais autores (2017) descobriram que a supressão de pragas pelas aves era frequentemente mais alta em paisagens com maior cobertura de hábitat nativo, maior heterogeneidade de composição e em áreas agrícolas mais próximas dos hábitats nativos. Enquanto a maioria dos insetos predados por aves é composta por espécies generalistas de hábitat, uma fração substancial dos serviços de controle de pragas em regiões tropicais foi mediada por espécies dependentes de hábitat, sugerindo uma ligação entre o gerenciamento de conservação e a manutenção dos serviços de controle de pragas. Essas descobertas podem ser aplicadas a esforços para gerenciar e projetar paisagens capazes de apoiar a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos de controle de pragas em múltiplas escalas espaciais. Librán-Embid e demais autores (2017), ao investigarem o efeito positivo de aves e morcegos no controle de pragas, destacam a importância de empregar uma análise em várias escalas em sistemas nos quais várias espécies, que percebem a paisagem de maneira diferente, estão fornecendo serviços ecossistêmicos. Esses resultados sugerem que os serviços prestados por vertebrados voadores são modulados por processos que ocorrem em diferentes escalas espaciais. As áreas com alta cobertura florestal local – que, em geral, contêm mais vertebrados voadores – podem estabelecer interações negativas. Um exemplo é a predação de artrópodes, que é mais

frequente em ambientes com alta cobertura florestal do que em áreas com baixa cobertura florestal.

Macroecologia

Uma das características ecológicas mais importantes e observadas na macroecologia são os gradientes climáticos e latitudinais. A influência do clima atual sobre padrões de grande escala de riqueza de espécies tem sido frequentemente comprovada (WILLING et al., 2003; HAWKINS et al., 2003; DINIZ-FILHO et al., 2004; KASPARI et al., 2004), e, assim, a macroecologia tem auxiliado na proposta de planos de conservação em grandes escalas, fundamentando-se no conhecimento da distribuição passada e presente da espécie em questão. Kerr e demais autores (2007), em uma revisão sobre as contribuições da macroecologia para a solução de problemas causados pelas mudanças climáticas globais, salientam que a macroecologia tem se mostrado uma ferramenta eficaz na previsão dos impactos das mudanças globais nas espécies. Embora as causas dos padrões ecológicos em grande escala ainda necessitem de melhores explicações, os avanços nos estudos macroecológicos têm levado ao entendimento sobre os mecanismos e processos que governam a origem e a manutenção da biodiversidade (HAWKINS, 2004).

No caso de espécies classificadas como “deficiente de dados” (“Data Deficient” ou “DD”, na sigla em inglês), que são aquelas para as quais há informação insuficiente para aplicar critérios e atribuir a elas uma categoria de ameaça, muitos autores têm apontado que essas espécies podem estar atualmente sob alto risco de ameaça (HOWARD; BICKFORD,

2014; NORI; LOYOLA, 2015). Medidas cautelosas para considerar apropriadamente essas espécies em estratégias e políticas conservacionistas são essenciais para delinear e executar planos de manejo e gestão da biodiversidade (JARIC et al., 2016; TRINDADE-FILHO et al., 2012). Nori e demais autores (2018) mapearam a distribuição de 1.578 espécies de anfíbios categorizadas pela International Union for Conservation of Nature (IUCN) como deficientes de dados e definiram áreas prioritárias para pesquisa sobre esse grupo. Os autores demonstraram que a coleta de informações biológicas sobre as espécies de apenas 0,4% da área total do mundo poderia esclarecer o *status* de conservação de mais de 80% das espécies de anfíbios categorizadas como DD.

A macroecologia utiliza modelagem preditiva de distribuição geográfica, a qual vem se tornando uma ferramenta importante em estudos de ecologia e conservação (COSTA et al., 2010). Ela tem sido usada para respaldar ações governamentais (TÔRRES; VERCILLO, 2012), predizer a distribuição atual das espécies, discutir padrões de riqueza e modelar sua distribuição em relação às mudanças climáticas globais (LEMES; LOYOLA, 2014). Além de incluir o estudo da expansão em espécies invasoras, a modelagem de distribuição geográfica contribui para avaliar o prognóstico dos efeitos das mudanças climáticas sobre a biodiversidade, delinear planos para conservação de espécies ameaçadas e/ou inferir a influência da heterogeneidade de habitats no padrão espacial da biodiversidade.

Ao investigarem a relação entre riqueza de espécies e tipos de habitats em grandes escalas geográficas, Alves

e demais autores (2018) descobriram que a compreensão dos gradientes geográficos da diversidade de morcegos e de seus determinantes ambientais é mais complexa do que se pensava. Portanto, a relação entre a riqueza de espécies de morcegos e o meio ambiente não é constante no espaço geográfico. Ainda, as contribuições compartilhadas entre heterogeneidade ambiental, energia e sazonalidade são mais importantes do que suas contribuições isoladas. Já para padrões geográficos de diversidade filogenética de mamíferos terrestres, Peixoto e demais autores (2018) encontram que elevações mais altas foram associadas aos maiores índices, demonstrando que a capacidade de dispersão é essencial para determinar a resposta de diferentes linhagens às barreiras geográficas e ambientais.

Nesse contexto, ecólogos são cada vez mais confrontados com questões que, de uma maneira ou de outra, envolvem análises e previsões ao longo de vastas áreas geográficas e períodos de tempo. Restam poucas dúvidas de que muitos dos problemas que lidam com sistemas ambientais têm componentes em grandes escalas. Embora ecólogos tenham tido sucesso em responder a questões, testar hipóteses científicas e desenvolver teorias em pequenas escalas, eles agora estão rapidamente empregando novas técnicas que facilitam o estudo de processos regionais em escalas maiores, abordagens típicas de estudos macroecológicos (SORANNO; SCHIMEL, 2014).

Observações finais, perspectivas e desafios

Na literatura sobre a História humana, uma grande quantidade de trabalhos tem investigado o impacto do *Homo sapiens* nos ecossistemas naturais desde o seu florescimento como espécie. De acordo com Harari (2015), a primeira onda de extinção que acompanhou a disseminação de nossos ancestrais caçadores-coletores antecedeu a segunda onda de extinção, que seguiu a disseminação dos agricultores e nos dá uma perspectiva importante sobre a terceira onda de extinção, causada, hoje, pela atividade industrial e pelo avanço agropastoril. O autor salienta que é ingênuo acreditarmos que nossos ancestrais viveram em harmonia com a natureza, lembrando que:

[...] o *Homo sapiens* já era o recordista, entre todos os organismos, em levar as espécies de plantas e animais mais importantes à extinção. Temos a honra duvidosa de ser a espécie mais mortífera nos anais da Biologia. (...) Se as coisas prosseguirem no ritmo atual, é provável que baleias, tubarões, atuns e golfinhos sigam os diprotodontes, as preguiças-gigantes e os mamutes rumo ao desaparecimento. De todas as grandes criaturas do mundo, os únicos sobreviventes da inundação humana serão os próprios humanos e os animais domésticos que servem como escravos na Arca de Noé (HARARI, 2015, p. 109).

Considerando que a espécie humana surgiu há apenas 200 mil anos e tendo em vista que o tempo médio de duração de uma espécie é de cerca de 1 milhão de anos, a nossa espécie está apenas em sua adolescência. Como Ehrlich e Pringle (2008) colocam, o *H. sapiens* se comporta como uma espécie narcisista, que pressupõe a própria imortalidade,

tratando mal os ecossistemas que nos geraram e ainda nos amparam, sem pensar nas consequências de nossas ações. Devemos, portanto, tomar consciência do nosso papel no gerenciamento da biodiversidade e de reflexões e ações que garantam que, no futuro, ainda possamos observar essa grandeza de formas de vida. Embora a ecologia e a biologia da conservação tenham amadurecido e incorporado uma gama de teorias e ferramentas metodológicas, a escassez de dados de história natural ainda é característica de todos os ramos das ciências biológicas, indispensáveis para o entendimento acurado sobre a biodiversidade. Apesar dos crescentes esforços para reunir dois séculos de inventários sobre biodiversidade em um conjunto de dados compreensivo, muitas questões cruciais para a pesquisa em biodiversidade permanecem sem respostas.

Hortal e demais autores (2015) atualizaram e revisaram as lacunas de conhecimento para proporcionar um melhor entendimento sobre a biodiversidade. Antes desse trabalho, respostas às quatro seguintes lacunas já haviam sido propostas: a lacuna de conhecimentos taxonômicos sobre as espécies (lineana), de distribuição geográfica (wallaceana), de abundância (prestoniana) e de padrões evolutivos (darwiniana). Nesse trabalho, também foi redefinida a lacuna hutchinsoniana, relacionada às tolerâncias abióticas de espécies, que propuseram novas lacunas relativas ao limitado conhecimento sobre os atributos das espécies (raunkiærana) e suas interações bióticas (eltoniana). Os autores ressaltam que as lacunas de conhecimento sobre a biodiversidade precisam ser cuidadosamente reconhecidas e quantificadas, já que

dados enviesados comprometem nossa capacidade de gerar previsões acuradas sobre como poderá ser o cenário futuro.

Muitos campos de pesquisa estão passando por uma revolução metodológica, que tem sido particularmente empregada tanto na ecologia quanto nas *E-researches* – que consistem na aplicação de tecnologias de informação e comunicação. Em países desenvolvidos, a *E-research* já é utilizada com frequência por meio de redes computacionais nacionais, laboratórios e nuvens virtuais para compartilhamento de dados. Plataformas digitais de alta performance e aplicativos que monitoram e coletam dados têm sido uma tendência na comunidade científica. Em sintonia com essa abordagem mais integrada, o uso de ferramentas baseadas no emprego de um grande conjunto de dados (*Big Data*) tem encorajado avanços na ecologia por meio da busca de novos dados, integração de conjuntos de dados, meta-análises e revisões sistemáticas. Como dados de distribuição geográfica dependem de inventários em campo, aqueles que forem utilizados para múltiplos estudos devem ser codificados de maneira a permitir a sua compatibilidade (MORRISON; YOUNG, 2016).

Entretanto, essa crescente ênfase social nos *Big Data* apresenta um problema para pesquisadores da área de biodiversidade: coletivamente, os ecólogos e biólogos em geral produzem uma tremenda quantidade de dados, mas a ecologia ainda não desenvolveu uma cultura de transparência e compartilhamento de dados (JONES et al, 2006; ELLISON, 2010; REICHMAN et al, 2011). Por muito tempo, a ecologia foi dominada, de fato, pelo que Heidorn (2008) define como *long tail science*, ou seja, a ciência conduzida por investigações

individuais, geralmente limitadas por escalas espaciais e temporais balizadas por modelos de fomento que fornecem capacidade limitadas para curadoria ou compartilhamento de dados. Esses problemas surgem devido à falta de incentivos para compartilhamento colaborativo de dados, especialmente no caso de dados ecológicos, que apresentam grande heterogeneidade (JONES et al., 2006).

Seguindo seu curso de desenvolvimento e amadurecimento, tanto a ecologia quanto a biologia da conservação têm tido grandes avanços na coleta de dados sobre a biodiversidade em escalas regionais e global. Um dos megaprojetos mais recentes nesse sentido é o Map of Life (MoL),⁵ uma ferramenta *on-line* que tem o objetivo de representar a distribuição de todas as espécies do planeta (JETZ et al., 2012). Até setembro de 2015, o MoL continha 194 bancos de dados com mais de 937.000 espécies e mais de 370 milhões de registros. Outros projetos similares, como o Global Biodiversity Information Facility;⁶ The Catalogue of Life; The Encyclopedia of Life⁷ e o Paleobiology Database⁸ têm o potencial de fornecer recursos incalculáveis para o avanço de pesquisas ecológicas e programas de conservação (RIDDLE et al., 2011). No Brasil, iniciativas similares também reúnem dados sobre a biodiversidade do país, como o *Specieslink*;⁹ o Sistema

5 Disponível em: <http://www.mol.org>.

6 Disponível em: <http://www.gbif.org/>.

7 Disponível em: <http://www.eol.org>.

8 Disponível em: <http://paleobiodb.org>.

9 Disponível em: <http://splink.cria.org.br/>.

de Informação Sobre a Biodiversidade Brasileira (SiBBr)¹⁰ e o Portal da Biodiversidade¹¹. Devido ao crescimento, à complexidade e à diversidade de bancos de dados, também têm ocorrido avanços computacionais e analíticos, tais como o “aprendizado de máquina”, tradução livre para “*machine learning*” (PETERS et al., 2014), bem como a recente evolução de tecnologias *on-line* para utilizar e trabalhar com grande volume de dados ambientais (HAMPTON et al., 2013; VITOLLO et al., 2015). Assim, esse progresso tem grande potencial para proporcionar avanços científicos no conhecimento sobre biodiversidade, e, dessa forma, determinar os novos rumos no campo da ecologia e da biologia da conservação.

Temos a certeza de que, neste texto, não chegamos nem próximo de abordar todo o campo teórico-prático da ecologia aplicada à conservação. Há assuntos e exemplos tão (ou até mais) importantes quanto os citados aqui e que podem ter ficado de fora dessa compilação. Entretanto, dado o cenário ambiental brasileiro contemporâneo, entendemos que é preciso difundir e disseminar o que já sabemos sobre as áreas do conhecimento relacionadas à conservação da biodiversidade, além de dar continuidade a estudos científicos para melhor compreendê-la e, assim, conservá-la. Nesse instante histórico, assim como em muitos do passado, nós brasileiros somos detentores da fauna e da flora mais ricas de toda a América do Sul, com uma das mais majestosas biodiversidades do mundo. Precisamos cada vez mais delinear estratégias e ações aplicáveis. Precisamos de investimento

10 Disponível em: <https://www.sibbr.gov.br/>.

11 Disponível em: <https://portaldabiodiversidade.icmbio.gov.br/portal/>.

em pesquisas. Precisamos do trabalho e das opiniões de profissionais capacitados, que balizam suas decisões em pressupostos da ciência, não na hipocrisia política ou em ações que só visam ao lucro. Somente uma sociedade consciente da megadiversidade de seu país é capaz de identificar um discurso progressista meramente mercantilista, imbuído em uma prática negadora da vida, poluidora do mar, dos rios, dos campos, devastadora de biomas e variedades genéticas únicas. Precisamos aprender que não há como pensar em desenvolver um país sem considerar sua riqueza biológica e sem elaborar planos para sustentá-la.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA-GOMES, Maurício *et al.* Patch size matters for amphibians in tropical fragmented landscapes. **Biological Conservation**, v. 195, p. 89-96, 2016.
- ANAND, Madhur *et al.* Ecological systems as complex systems: challenges for an emerging science. **Diversity**, v. 2, n. 3, p. 395-410, mar. 2010.
- BASCOMPTE, Jordi. Networks in Ecology. **Basic and Applied Ecology**, v. 8, p. 485-490, nov. 2007.
- BEISSINGER, Steven. R.; WESTPHAL, Michael. I. On the use of demographic models of population viability in endangered species management. **Journal of Wildlife Management**, v. 62, n. 3, p. 821-841, jul. 1998.
- BELLO, Carolina *et al.* Defaunation affects carbon storage in tropical forests. **Science Advances**, v. 1, n. 11, p. 1-10, dez. 2015.
- BOESING, Andrea. L.; NICHOLS, Elizabeth; METZGER, Jean P. Effects of landscape structure on avian-mediated insect pest control services: a review. **Landscape Ecology**, v. 32, n. 5, p. 931-944, mar. 2017.
- BONFIM, Fernando C. G. *et al.* Combining modeling tools to identify conservation priority areas: A case study of the last large-bodied avian frugivore in the Atlantic Forest. **Global Ecology and Conservation**, v. 17, p. 1-13, jan. 2019.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Portaria MMA nº 148, de 7 de junho de 2022**. Altera os Anexos da Portaria nº 443, de 17 de dezembro de 2014, da Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014, e da Portaria nº 445, de 17 de dezembro de 2014, referentes à atualização da Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção. Brasília: MMA, 2022. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2020/P_mma_148_2022_altera_anexos_P_mma_443_444_445_2014_atualiza_especies_ameacadas_extincao.pdf. Acesso em: 21 out. 2022.

- BUSTAMANTE, Mercedes M. C. Engagement of scientific community and transparency in C accounting: the Brazilian case for anthropogenic greenhouse gas emissions from land use, land-use change and forestry. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 5, p. 1-12, 2018.
- CAIN, Michael L.; BOWMAN, William D.; HACKER, Sally D. **Ecologia**. 3. ed. Porto Alegre: Artmed Editora, 2018.
- CARNAVAL, Ana Carolina *et al.* Stability predicts genetic diversity in the Brazilian Atlantic forest hotspot. **Science**, v. 323, n. 5915, p. 785-789, fev. 2009.
- CIANCIARUSO, Marcus V.; SILVA, Igor A.; BATALHA, Marco A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p. 93-103, set. 2009.
- COSTA, Gabriel C. *et al.* Sampling bias and the use of ecological niche modelling in conservation planning: a field evaluation in a biodiversity hotspot. **Biodiversity Conservation**, v. 19, p. 883-899, nov. 2010.
- CULOT, Laurence *et al.* Selective defaunation affects dung beetle communities in continuous Atlantic rainforest. **Biological Conservation**, v. 163, p. 79-89, jul. 2013.
- DA SILVA, Fabiana A. *et al.* Hunting, pet trade, and forest size effects on population viability of a critically endangered Neotropical primate, *Sapajus xanthosternos* (Wied-Neuwied, 1826). **American Journal of Primatology**, v. 78, n. 9, p. 950-960, set. 2016.
- DA SILVA, Lucas G. *et al.* Patch Size, Functional Isolation, Visibility and Matrix Permeability Influences Neotropical Primate Occurrence within Highly Fragmented Landscapes. **PLOS ONE**, v. 10, n. 2, p. 1-20, fev. 2015.
- DARWIN, Charles R. **On the origin of species by means of natural selection, or the preservation of favoured races in the struggle for life**. London: Murray, 1859.

- DE GROOT, Rudolf S. *et al.* Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. **Ecological Complexity**, v. 7, p. 260-272, set. 2010.
- DESBIEZ, Arnaud Leonard J.; BERTASSONI, Alessandra; TRAYLOR-HOLZER, Kathy. Population viability analysis as a tool for giant anteater conservation. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 18, n. 2, p. 124-131, abr./jun. 2020.
- DIAMOND, Jared. M. The island dilemma: lessons of modern biogeography studies for the design of nature reserves. **Biological Conservation**, v. 7, n. 2, p. 129-146, fev. 1975.
- DIAMOND, Jared *et al.* Island Biogeography and Conservation: strategy and limitation. **Science**, v. 193, p. 1029-1030, 1976.
- DINIZ-FILHO, José Alexandre F.; RANGEL, Thiago F. L. V. B.; HAWKINS, Bradford A. A test of multiple hypotheses for the species richness gradient of South American owls. **Oecologia**, v. 140, n. 4, p. 633-638, ago. 2004.
- DIRZO, Rodolfo *et al.* Defaunation in the Anthropocene. **Science**, v. 345, n. 6195, p. 401-406, jul. 2014.
- DOWNING, Amy L.; LEIBOLD, Mathew A. Species richness facilitates ecosystem resilience in aquatic food webs. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 10, p. 2123-2137, jul. 2010.
- EHRlich, Paul R.; PRINGLE, Robert M. Where does biodiversity go from here? A grim business-as usual forecast and a hopeful portfolio of partial solutions. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 105, p. 11579-11586, ago. 2008.
- ELLISON, Aaron. M. Repeatability and transparency in ecological research. **Ecology**, v. 91, n. 9, p. 2536-2539, set. 2010.
- ERONEN, Markus I. Levels of organization: a deflationary account. **Biology and Philosophy**, v. 30, n. 1, p. 39-58, ago. 2014.

- FALEIRO, Frederico V.; MACHADO, Ricardo B.; LOYOLA, Rafael D. Defining spatial conservation priorities in the face of land-use and climate change. **Biological Conservation**, v. 158, p. 248-257, fev. 2013.
- FENKER, Jessica *et al.* Evolutionary history of Neotropical savannas geographically concentrates species, phylogenetic and functional diversity of lizards. **Journal of Biogeography**, v. 47, n. 5, p. 1130-1142, maio 2020.
- FERRAZ, Daniel S. *et al.* Northern Muriqui – *Brachyteles hypoxanthus*. **The IUCN Red List of Threatened Species**, 2019. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-2.RLTS.T2994A17927482.en>. Acesso em: 13 jul. 2020.
- FERREIRA, Eloisa A. B. *et al.* Carbon stocks in compartments of soil organic matter 31 years after substitution of Native Cerrado vegetation by agroecosystems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, p. 1-15, 2016.
- FLANKLIN, Janet. **Mapping species distributions: special inference and prediction**. Cambridge: University Press, 2009.
- GALETTI, Mauro; DIRZO, Rodolfo. Ecological and evolutionary effects of living in a defaunated world. **Biological Conservation**, v. 163, p. 1-6, jul. 2013.
- GENRICH, Christiane M. *et al.* Duality of interaction outcomes in a plant-frugivore multilayer network. **Oikos**, v. 126, n. 3, p. 361-368, mar. 2017.
- GOUVEIA, Sidney F. Forest structure drives global diversity of primates. **Journal of Animal Ecology**, v. 83, n. 6, p. 1523-1530, nov. 2014.
- GRELLE, Carlos Eduardo V. *et al.* Uma década de Biologia da Conservação no Brasil. **Oecologia brasiliensis**, v. 13, n. 3, p. 420-433, 2009.

- GUY, Cylita *et al.* Evaluating landscape suitability for golden-headed lion tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) and Wied's black tufted-ear marmosets (*Callithrix kuhlii*) in the Bahian Atlantic Forest. **Tropical Conservation Science**, v. 9, n. 2, p. 735-757, jun. 2016.
- HAGEN, Melanie *et al.* Biodiversity, Species Interactions and Ecological Networks in a Fragmented World. **Advances in Ecological Research**, v. 46, p. 89-210, 2012.
- HAMPTON, Stephanie E. Big data and the future of ecology. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 11, n. 3, p. 156-162, abr. 2013.
- HARARI, Yuval Noah. **Sapiens: uma breve história da humanidade**. Tradução de Janaína Marconatonio. Porto Alegre: L&PM, 2015.
- HAWKINS, Bradford A.; PORTER, Eric E.; DINIZ-FILHO, José Alexandre F. Productivity and history as predictors of the latitudinal diversity gradient of terrestrial birds. **Ecology**, v. 84, n. 6, p. 1608-1623, jun. 2003.
- HAWKINS, Bradford A. Are we making progress toward understanding the global diversity gradient? **Basic and Applied Ecology**, v. 5, n. 1, p. 1-3, 2004.
- HEIDORN, P. Bryan. Shedding light on the dark data in the long tail of science. **Library trends**, v. 57, n. 2, p. 280-299, 2008.
- HOBBS, Richard J.; HIGGS, Eric; HARRIS, James A. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 24, n. 11, p. 599-605, nov. 2009.
- HORTAL, Joaquín *et al.* Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 46, p. 523-549, dez. 2015.
- HOWARD, Sam D.; BICKFORD, David P. Amphibians over the edge: Silent extinction risk of Data Deficient species. **Diversity and Distributions**, v. 20, n. 7, p. 837-846, maio 2014.

- HUTCHINSON, G. Evelyn. Population studies: animal ecology and demography. **Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology**, v. 22, p. 415-427, 1957.
- HUTCHINSON, G. Evelyn. The niche: an abstractly inhabited hypervolume. **The Ecological Theatre and the Evolutionary Play**. New Haven: Yale University Press, 1965, p. 26-78.
- JARIC, Ivan *et al.* Potentially threatened: a Data Deficient flag for conservation management. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, p. 1995-2000, jun. 2016.
- JETZ, Walter; MCPHERSON, Jana M.; GURALNICK, Robert P. Integrating biodiversity distribution knowledge: toward a global map of life. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 27, n. 3, p. 151-59, mar. 2012.
- JONES, Mathew B. *et al.* The new bioinformatics: integrating ecological data from the gene to the biosphere. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 37, p. 519-544, dez. 2006.
- KASPARI, Michael; WARD, Philip S.; YUAN, May. Energy gradients and geographic distribution of local ant diversity. **Oecologia**, v. 140, n. 3, p. 407-413, ago. 2004.
- KERR, Jeremy T.; KHAROUBA, Heather M.; CURRIE, David J. The macroecological contribution to global change solutions. **Science**, v. 316, n. 5831, p. 1581-1584, jun. 2007.
- KUNZ, Thomas H. *et al.* Ecosystem services provided by bats. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1223, p. 1-32, mar. 2011.
- LEMES, Priscila; LOYOLA, Rafael D. Mudanças climáticas e prioridades para a conservação da biodiversidade. **Revista de Biologia Neotropical**, v. 11, n. 1, p. 47-57, mar. 2015.
- LIBRÁN-EMBID, Felipe; DE COSTER, Greet; METZGER, Jean P. Effects of bird and bat exclusion on coffee pest control at multiple spatial scales. **Landscape Ecology**, v. 32, n. 9, p. 1907-1920, jul. 2017.

- MACARTHUR, Robert H.; WILSON, Edward O. An equilibrium theory of insular zoogeography. **Evolution**, v. 17, n. 4, p. 373-387, dez. 1963.
- MACARTHUR, Robert H.; WILSON, Edward O. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton, NJ: Princeton University Press, 1967.
- MARQUES, Márcia C. Mendes. Mata Atlântica: O desafio de transformar um passado de devastação em um futuro de conhecimento e conservação. *In*: PEIXOTO, Ariane L.; LUZ, José Roberto P.; BRITO, Márcia A. de. **Conhecendo a Biodiversidade**. Brasília: MCTIC, CNPq, PPBio, 2016, p. 50-67.
- MELLO, Marco Aurélio R. Desemaranhando a colina de Darwin. **Ciência Hoje**, v. 58, n. 343, p. 50-57, dez. 2016.
- METZGER, Jean Paul. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1, p. 1-9, nov. 2001.
- MORRIS, William F.; DOAK, Daniel F. **Quantitative Conservation Biology: Theory and Practice of Population Viability**. Sunderland, MA: Sinauer Associates, 2002.
- MORRISON, Lloyd W.; YOUNG, Craig C. Standardization and Quality Control in Data Collection and Assessment of Threatened Plant Species. **Data**, v. 1, n. 3, p. 1-20, dez. 2016.
- NORI Javier; VILLALOBOS, Fabrício; LOYOLA, Rafael. Global priority areas for amphibian research. **Journal of Biogeography**, v. 45, n. 11, p. 2588-2594, out. 2018.
- ODUM, Eugene P.; BARRET, Gary W. **Fundamentos de Ecologia**. São Paulo: Cengage Learning, 2011.
- OLIVER, Tom H. *et al.* Biodiversity and resilience of ecosystem functions. **Trends in ecology & evolution**, v. 30, n. 11, p. 673-684, nov. 2015.
- PEIXOTO, Franciele P. *et al.* Geographical patterns of phylogenetic beta-diversity components in terrestrial mammals. **Global Ecology and Biogeography**, v. 26, n. 5, p. 573-583, abr. 2017.

- PETERS, Debra P. C. *et al.* Harnessing the power of big data: infusing the scientific method with machine learning to transform ecology. **Ecosphere**, v. 5, n. 6, p. 1-15, jun. 2014.
- PETERSON, A. Townsend *et al.* **Ecological niches and geographic distributions**. Princeton, NJ: Princeton University Press, 2011.
- PINTO, Fernando A. S. *et al.* Giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) conservation in Brazil: Analysing the relative effects of fragmentation and mortality due to roads. **Biological Conservation**, v. 228, p. 148-157, dez. 2018.
- PINTO-COELHO, Ricardo M. *et al.* The inverted trophic cascade in tropical plankton communities: impacts of exotic fish in the Middle Rio Doce lake district, Minas Gerais, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4, p. 1025-1037, nov. 2008.
- PRIMACK, Richard B.; RODRIGUES, Efraim. **Biologia da conservação**. Londrina: Editora Planta, 2001.
- PÜTTKER, Thomas *et al.* Indirect effects of habitat loss via habitat fragmentation: A cross-taxa analysis of forest-dependent species. **Biological Conservation**, v. 241, n. 108368, p. 1-10, 2020.
- REICHMAN, O. J.; JONES, Mathew B.; SCHILDHAUER, Mark P. Challenges and opportunities of open data in ecology. **Science**, v. 331, n. 6018, p. 703-705, fev. 2011.
- RIBEIRO, Bruno R. *et al.* Assessing mammal exposure to climate change in the Brazilian Amazon. **PloS ONE**, v. 11, n. 11, p. 1-3, nov. 2016.
- RICKLEFS, Robert; RELYEA, Rick. **A economia da natureza**. 7. ed. Rio de Janeiro, RJ: Guanabara Koogan, 2016.
- RIDDLE, Brett R.. Basic biogeography: estimating biodiversity and mapping nature. *In*: LADLE, Richard J.; WHITTAKER, Robert J. (ed.). **Conservation Biogeography**, Oxford, UK: Wiley, 2011, p. 45-92.

- SEOANE, Carlos Eduardo S. *et al.* Corredores ecológicos como ferramenta para a desfragmentação de florestas tropicais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 63, p. 207, out. 2010.
- SHAFFER, Mark L. Minimum population sizes for species conservation. **Bioscience**, v. 31, n. 2, p. 131-134, fev. 1981.
- SORANNO, Patricia A.; SCHIMEL, David S. Macrosystems ecology: big data, big ecology. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 12, n. 1, p. 1-3, fev. 2014.
- SOULÉ, Michael E. (ed.). **Viable populations for conservation**. United Kingdom: Cambridge University Press, 1987.
- STRIER, Karen B. *et al.* Demographic monitoring of wild miqui populations: Criteria for defining priority areas and monitoring intensity. **PLoS ONE**, v. 12, n. 12, p. 1-14, dez. 2017. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article/file?id=10.1371/journal.pone.0188922&type=printable>. Acesso em: 20 jan. 2022.
- STRIER, Karen. B. *et al.* Status of the northern miqui (*Brachyteles hypoxanthus*) in the time of yellow fever. **Primates**, v. 60, n. 1, p. 21-28, jan. 2019.
- TALEBI, Maurício Gomes *et al.* Southern Miqui – *Brachyteles arachnoides*. **The IUCN Red List of Threatened Species**, 2019. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-2.RLTS.T2993A17927228.en>. Acesso em: 13 jul. 2020.
- THUILLER, Wilfried *et al.* Effects of restricting environmental range of data to project current and future species distributions. **Ecography**, v. 27, n. 2, p. 165-172, 2004.
- TÔRRES, Natália M.; VERCILLO, Ugo E. Como ferramentas de modelagem de distribuição de espécies podem subsidiar ações de governo. **Natureza & Conservação**, v. 10, n. 2, p. 228-230, dez. 2012.
- TRINDADE-FILHO, Joaquim *et al.* How does the inclusion of Data Deficient species change conservation priorities for amphibians in the Atlantic Forest? **Biodiversity and Conservation**, v. 21, p. 2709-2718, jul. 2012.

- TRUBINA, Marina R. Species richness and resilience of forest communities: combined effects of short-term disturbance and long-term pollution. *In*: VALK, A. G. **Forest Ecology: Recent Advances in Plant Ecology**. Berlin: Springer Dordrecht, 2008, p. 339-350.
- VELLEND, Mark; ORROCK, John L. Ecological and genetic models of diversity: lessons across disciplines. *In*: LOSOS, J. B.; RICKLEFS, R. E. (ed.). **The Theory of Island Biogeography at 40: Impacts and Prospects**, p. 439-461, 2009.
- VIDAL, Mariana M. *et al.* Predicting the non-linear collapse of plant–frugivore networks due to habitat loss. **Ecography**, v. 42, n. 10, p. 1765-1776, out. 2019.
- VITOLLO, Claudia *et al.* Web Technologies for environmental big data. **Environmental Modeling & Software**, v. 63, p. 185-198, jan. 2015.
- VOGEL, Anja; SCHERER-LORENZEN, Michael; WEIGELT, Alexandra. Grassland resistance and resilience after drought depends on management intensity and species richness. **PLOS ONE**, v. 7, n. 5, p. 1-10, maio 2012.
- WILLIAMS, Justin C.; REVELLE, Charles S.; LEVIN, Simon A. Spatial attributes and reserve design models. **Environmental Modeling and Assessment**, v. 10, p. 163-181, nov. 2005.
- WILLIG, Michael R.; KAUFMAN, Dawn M.; STEVENS, Richard D. Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale and synthesis. **Annual Reviews of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 273-309, nov. 2003.
- WILLIS, Kathy J.; JEFFERS, Elizabeth S.; TOVAR, Carolina. What makes a terrestrial ecosystem resilient? **Science**, v. 359, n. 6379, p. 988-989, mar. 2018.